

2a:6

Kalkningseffekter på växtplankton

FÖRFATTARE

Marcus Sundbom, ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet

2a:6

Kalkningseffekter på växtplankton

FÖRFATTARE

Marcus Sundbom, ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet

INNEHÅLL

Sammanfattning 241

Bakgrund 241

Metodjämförelse 242

Biomassa 243

Artantal och artsammansättning 244

Återskapas kalkade ekosystem? 246

Total biomassa och artantal 248

Gruppvis biomassa och artantal 249

Långsiktiga effekter av kalkning 252

Oönskade effekter av kalkning 255

Fyra eller sju provtagningar per år? 255

Källförteckning 257

SAMMANFATTNING

IKEU ska utvärderas vetenskapligt under 2008 och denna rapport är en av många underlag som beställts av Naturvårdsverket. Här behandlas kalkningseffekter på växtplankton och rapporten är en del av delprojekt 2a: Kemiska och biologiska effekter av kalkning i sjöar. Växtplankton har varit en del av IKEU-programmet sedan starten 1989. Jag har utgått främst utifrån de tre första av IKEUs mål, dvs. att a) analysera långsiktiga effekterna av kalkning i försurade vatten; b) bedöma om kalkningsverksamheten återskapar ekosystem och c) avgöra om kalkningsverksamheten leder till oönskade effekter. Rapporten innehåller även jämförelser av olika metoder som använts inom IKEU och beskriver även potentiella effekter av en eventuell minskning av antalet provtagningar från sju till fyra gånger per år, en förändring som nyligen genomförts inom miljöövervakningen.

Metodbyten

Bytet av utförare från ITM till IMA 1997 medförde i medeltal ingen signifikant förändring av totalbiomassor men parallella mätningar visade att skillnaden kunde vara stor för enskilda prov. Det fanns skillnader mellan utförarna i uppmätt biomassa för olika växtplanktongrupper. Artpoolen förändrades markant vid skiftet och ITM hittade ofta fler arter per prov än IMA: i medeltal tre arter fler för månadsvisa jämförelser över alla år och sjöar, 12,7 arter fler i parallella prover.

Sju provtagningar per år ger i genomsnitt 20 % fler arter än provtagning fyra ggr per år. Färre provtagningar förefaller inte leda några stora förändringar i den relativa sammansättningen av olika växtplanktongrupper. Inte heller slutsatser baserade på trendanalyser verkar påverkas av ett reducerat provtagningsprogram.

Återskapas ekosystem av kalkning?

Sammanfattningsvis konstateras att kalkning är en effektiv metod för att återställa artantal men inte biomassor. Växtplankton i kalkpåverkade sjöar skiljer sig inte från neutrala referenssjöar avseende artantal, men är generellt mer artrikt än i sura sjöar. Totalbiomassor är mer än dubbelt så hög i neutrala än i sura sjöar och kalkade sjöar ligger någonstans däremellan. Hur stor skillnad i biomassa det är mellan kalkade och sura sjöar är svårt att fastställa på grund av stor variation mellan sjöar inom de olika sjötyperna. Överkalkade sjöar skiljer sig inte från sjöar kalkade med normal dos, men dataunderlaget från överkalkade sjöar är ännu begränsat. Det finns även skillnader mellan olika taxonomiska grupper i vilken grad kalkningen har lyckas återskapa växtplanktonsamhället

i sura sjöar. Kalkning är ineffektivt för att återställa biomassor av okalger och grönalger. Återkolonisationen av okalger verkar vara mycket långsam då artantalet för denna grupp inte skiljer sig från det i sura sjöar trots många års kalkning. Säsongsmonstret för biomassor och artantal förefaller inte skilja mellan kalkade sjöar och neutrala referenssjöar.

Långsiktiga effekter av kalkning

Trendanalyser visar att totalbiomassor i genomsnitt har sjunkit under den senaste tioårsperioden men det finns ingen tydlig koppling till kalkning. Artantalet har minskat generellt i neutrala referenssjöar medan de har ökat i kalkade sjöar under samma period. Det finns inga tecken på återhämtning från försurningen i sura referenser, utom i den allra suraste sjön där artantalet har ökat. Utvecklingen för de flesta växtplanktongrupper överensstämmer i stort med trenderna för totala artantalet men vissa grupper avviker. Särskilt grönalger har missgynnats i alla typer av sjöar vilket eventuellt kan kopplas till förändringar i närsalter och vattenfärg.

Oönskade effekter

Den på flera punkter bristfälliga måluppfyllelsen kan i och för sig betecknas som en oönskad effekt, men även som att ekosystemet fortfarande håller på att återhämta sig. Biomassan i överkalkade sjöar skiljer sig inte från biomassan i ”normalkalkade” sjöar. Däremot är artantalet lägre i de överkalkade sjöarna. Tidserierna för överkalkade sjöar är dock fortfarande korta varför resultaten bör betraktas som preliminära. Blomningar av *Gonyostomum* förekommer i alla de studerade sjökategorierna men det finns inga belägg för att arten har gynnats av kalkning.

BAKGRUND

Försurning har en mycket omvälvande inverkan på växtplankton i sjöar. Tidiga studier visade att planktonsamhället ofta påverkas radikalt till följd av en kombination av olika faktorer direkt eller indirekt kopplade till försurning. Främst har vattenkemiska faktorer t.ex. pH, toxiska metaller och näringsämnen studerats (Blomqvist *et al.*, 1993; Olsson & Pettersson, 1993; Blomqvist *et al.*, 1995; Nixdorf *et al.*, 2001) men även förändringar i ljusförhållanden (Nixdorf *et al.*, 2001) och biologiska interaktioner (Moore *et al.*, 1994; Blomqvist, 2001) kan påverka växtplanktonsamhället. En försurdad sjö karaktäriseras av ett lågt artantal med dominans av ett antal typiska surhetstoleranta arter inom grupperna dinoflagellater (Dinophyceae) och guldalger (Chrysophyceae). På grund av det tydliga sambandet

med pH har växtplankton ansetts vara en känslig indikator för försurningspåverkan och det finns flera tidiga svenska undersökningar om hur försurning och kalkning påverkar dessa organismer (se t.ex. Larsson, 1995 för en sammanfattning). Ett av kalkningens mål är att återställa den biologiska mångfalden och den naturliga artsammansättningen, vilket även bör omfatta växtplankton. I den praktiska kalkningsverksamheten har dock inte växtplankton använts i någon större utsträckning för tillståndsbedömning, effektuppföljning eller som mål/motiv för kalkningen. Växtplankton har funnits med i IKEU-programmet sedan starten 1989 och data har använts i flera publikationer (Persson & Appelberg, 2001; Willén, 2003; Willén, 2006a).

Under de senaste åren har växtplanktondata från IKEU-sjöar använts i tre rapporter. Hörnström et al (2004) har i arbetet "Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet" beskrivit de långa tidserierna från sjöarna i Åva utanför Stockholm och tar upp både effekter av försurning, kalkning och återförsurning. Willén (2006b) har beskrivit utvecklingen av växtplanktongrupper i IKEU-sjöarna och gjort olika typer av jämförelser mellan kalkade sjöar och neutrala referenssjöar. Slutligen har Weyhenmeyer (2005) i "Vilken biologi kan vi förvänta oss i kalkade vatten – användning av SOM metoden" använt en originell klassificeringsmetod, self-organizing maps, för att undersöka sambandet mellan vattenkemi och växtplanktonsamhället i kalkade och okalkade sjöar. Jag avser här att i möjligaste mån inte upprepa de analyser som ganska nyligen gjorts i dessa arbeten. De viktigaste slutsatserna i dessa arbeten kommer att tas upp här, men för detaljer hänvisas till respektive rapport.

Här kommer istället fokus ligga på om programmet är utformat för att motsvara IKEUs målsättningar. Eftersom växtplanktonanalyser knappast förekommer inom kalkningsverksamheten är det främst de tre första punkterna som berörs, nämligen

- att analysera de långsiktiga effekterna av kalkning i försurade vatten
- att bedöma om den svenska kalkningsverksamheten återskapar ekosystem som med avseende på artsammansättning och biologisk mångfald liknar situationen före försurning
- att avgöra om kalkningsverksamheten leder till önskade effekter i sjöar och vattendrag

Den sista punkten har sammanfattats i en separat rapport om just oönskade effekter (Wällstedt, 2008) men den tas upp även här. Inledningsvis undersöks dock om byte av utförare har påverkat resultaten och hur sådana metodbyten kan hanteras, vilket är viktigt att känna till för att kunna göra relevanta

jämförelser. Detta avsnitt tar också upp vilka tids-serier som finns tillgängliga, samt provtagningsmetodik. Därefter presenteras och diskuteras i varsitt avsnitt resultaten från olika dataanalyser avseende de tre målsättningarna angivna ovan. Avslutningsvis finns ett avsnitt om hur en eventuell förändring av provtagningsfrekvens skulle påverka möjligheterna att studera kalkningseffekter på växtplankton. Detta mot bakgrund av att växtplanktonprogrammet inom miljöövervakningen relativt nyligen har reducerats från 7 till 4 årliga prover. För varje jämförelse har jag valt det dataunderlag och de statistiska metoder som jag ansett relevanta och dessa skiljer sig mellan de olika avsnitten. För att göra det lättare att följa kopplingar mellan metod och resultat, beskrivs kortfattat dataurval och statistiska metoder i anslutning till respektive analys, istället för att allt detta ryms under ett gemensamt avsnitt.

METODJÄMFÖRELSE

Två olika laboratorier har varit anlitade för artbestämning och kvantifiering av växtplankton inom IKEU-projektet. Under Perioden 1989–1996 ansvarade ITM för växtplankton i de kalkade sjöarna inom IKEU medan IMA, som sedan 1986 analyserat växtplankton i kalkreferenssjöar, ansvarade för de sjöar som kom att utgöra IKEUs referenssjöar. Från och med 1997 övergick de kalkade sjöarna till IMA som därmed samlade i stort sett hela växtplanktonprogrammet under samma tak, undantaget tre sjöar i Tyresta Nationalpark i Åvaområdet som bildade grunden för IKEUs återförsurningsprogram. Under åren 2006–2007 har även sjöarna i Tyresta överförts till IMA. Men under perioden 1999–2005 togs parallella prover från Långsjön, Åva bl.a. med tanke på att kunna jämföra metoderna. ITM fortsatte dessutom att analysera prover från Trehörningen, Åva och Årsjön under åren 2005–2007. För alla de nya sjöar som tillkommit under åren 2005–2007 har naturligt nog planktonproverna analyserats av IMA.

Provtagningsanvisningarna har varit lika i de flesta avseenden med den främsta skillnaden att IMA har använt planktonhåv (10 µm) utöver det integrerade provet som tagits med Ramberg-rör. Anvisningarna vad gäller djupintervall, antal och ytfördelning av rörprovtagningsarna har sannolikt varit mer standardiserade efter 1997 i de kalkade sjöarna än de var under perioden 1989–1996. Men även om provtagningen är viktig betyder sannolikt analysmetodik och erfarenhet mer för resultaten när det gäller växtplankton. Den egna erfarenheten och kunskapen är naturligtvis en förutsättning för en god artbestämning medan ett standardiserat protokoll för avsatt tid och

minimiantal räknade fält eller celler är avgörande för noggranna biomassebestämningar. Därför kan det tyckas vara olyckligt att IKEUs tidsserier för växtplankton inte är homogena. IMA är ackrediterade för växtplankton i sötvatten och tillämpar standardiserade metoder och har löpande digitaliserat data. ITM har inte varit ackrediterade för växtplankton men har haft fördelen av att samma person har räknat samtliga prover till skillnad IMA där flera personer varit inblandade under olika perioder. Särskilt värdefulla är tidsserierna för Åva-sjöarna där samma person analyserat växtplankton nästan årligen 1974–2007, vilket torde ha få motsvarigheter i världen.

Det har aldrig publicerats någon jämförelse av de olika utförarna. Vi ska här jämföra IMAs och ITMs kvantitativa och kvalitativa resultat, dvs. biomassa respektive artantal och i viss mån artsammansättning. Det finns inte möjlighet att i efterhand bedöma hur ”korrekt” de olika utförarna har identifierat enskilda arter men däremot kan förändringar i sammansättning ge en uppfattning om skillnader mellan laboratorierna.

Biomassa

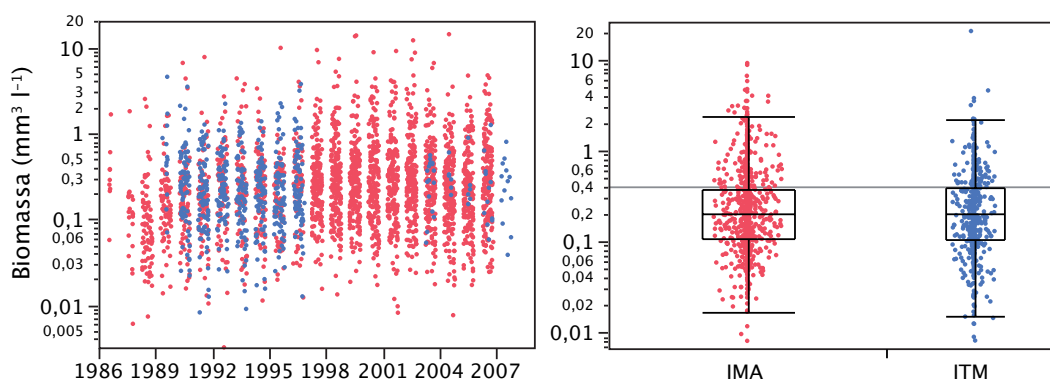
Under perioden 1989–96 (ITM) bestämdes biomassa i kalkade sjöar genom att bestämma volymen av dominanta arter eller artgrupper. Efter 1997 (IMA) har istället volymen uppskattats för samtliga observerade arter. Det senare ger en bättre upplösning för att studera t.ex. populationsdynamik, men frågan är om skillnaden i metod påverkar den totala biomassan så att det försvårar trendanalyser. Vid en grafisk analys av samtliga noterade biomassor under perioden

1986–2007 förefaller de båda metoderna ge liknande resultat (Figur 1). En statistisk jämförelse av sjöar som mätts av båda utförarna under någon period visar att det inte heller finns någon signifikant skillnad (t-test på log Biomassa; $p = 0,23$).

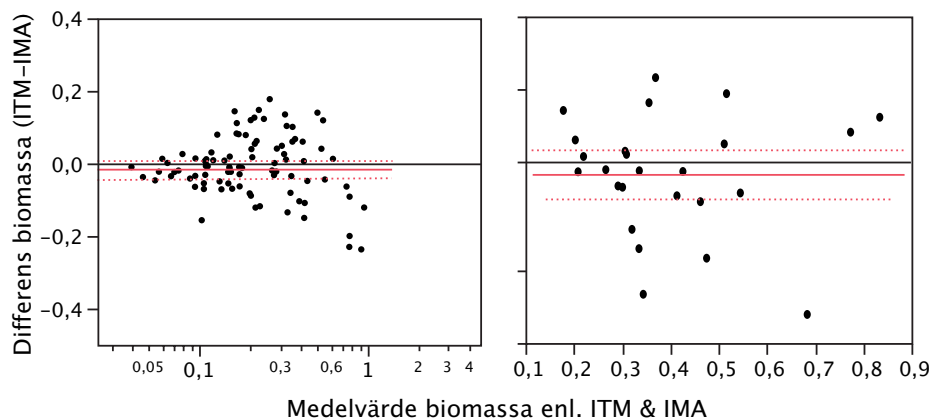
Eftersom växtplanktons biomassa varierar kraftigt under året bör en jämförelse också ta hänsyn till provtagningstider, som skiljer sig något mellan 1989–96 och efter 1997. Det finns relativt färre resultat från vår och höst än från sommarmånaderna under ITM-perioden medan fördelningen var mer jämn under den senare IMA-perioden. En parvis jämförelse av månadsmedelvärden inom sjöar men integrerat över alla år (Figur 2) visar dock inte heller på någon skillnad (Parvis t-test; $p = 0,20$). Men då ska man komma ihåg båda tillvägagångssätten även innebär jämförelser mellan olika perioder. Det mest adekvata sättet att jämföra de olika utförarna är att jämföra resultat baserade på samma prover, eller åtminstone prover tagna samtidigt. De parallella provtagningarna under perioden 1999–2005 i Långsjön, Åva har använts för detta. Det skilde ganska mycket vid enskilda tillfällen mellan biomasseberäkningarna, upp till $0,4 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Figur 2). I genomsnitt fanns dock ingen signifikant skillnad i totalbiomassa (parvis t-test; $p = 0,28$) mellan de två utförarna.

Däremot fanns det skillnader i utförarnas biomassestämningar om man betraktar enskilda grupper i parallella prover från Långsjön, Åva. IMA rapporterade i genomsnitt högre biomassor av Bacillariophyceae, Crysophyceae och Cryptophyceae än ITM, som i sin tur rapporterade högre biomassor av Dinophyceae och Cyanophyceae. Det var dock endast

FIGUR 1. Totalbiomassa av växtplankton i sjöar inom IKEU. Till vänster: samtliga mätningar under perioden 1986–2007. Varje punkt motsvarar ett analyserat prov. Prover har vanligtvis tagits en gång i månaden under april-oktober. Blå punkter har analyserats av ITM och röda punkter av IMA. De blå punkterna 1989–1996 motsvarar kalkade sjöar, de blå punkterna 2003–2007 representerar Åvasjöar. Till höger: jämförelse mellan resultat från IMA och ITM för de kalkade sjöar som mätts av båda laboratorierna fast mestadels under olika perioder, totalt 930 och 626 biomasseuppgifter från IMA resp. ITM. Det finns ingen statistisk säkerställd skillnad (t-test på log Biomassa; $p = 0,23$).



FIGUR 2. Parvisa jämförelser av biomassor ($\text{mm}^{-3} \text{ l}^{-1}$) av växtplankton mätta i kalkade sjöar vid IMA eller ITM. I vänstra figuren representerar varje punkt månadsmedelvärden integrerat över alla år för varje sjö. Y-axeln är differensen mellan ITMs resultat och IMAs resultat och ett värde runt noll indikerar alltså ingen skillnad. Några extremvärden har uteslutits i då de orsakats av massförekomster av *Gonyostomum*. I den högra figuren gäller jämförelsen resultat från de två utförarna som baseras på samma prov (Långsjön, Åva 1999–2005). Den röda heldragna linjen anger medeldifferensen och de streckade linjerna 95 % konfidensintervall, vilket här omfattar 0 och det finns alltså ingen signifikant skillnad mellan utförarna.



för Chrysophyceae som skillnaden mellan utförarna var statistiskt signifikant ($p = 0,0021$).

Artantal och artsammansättning

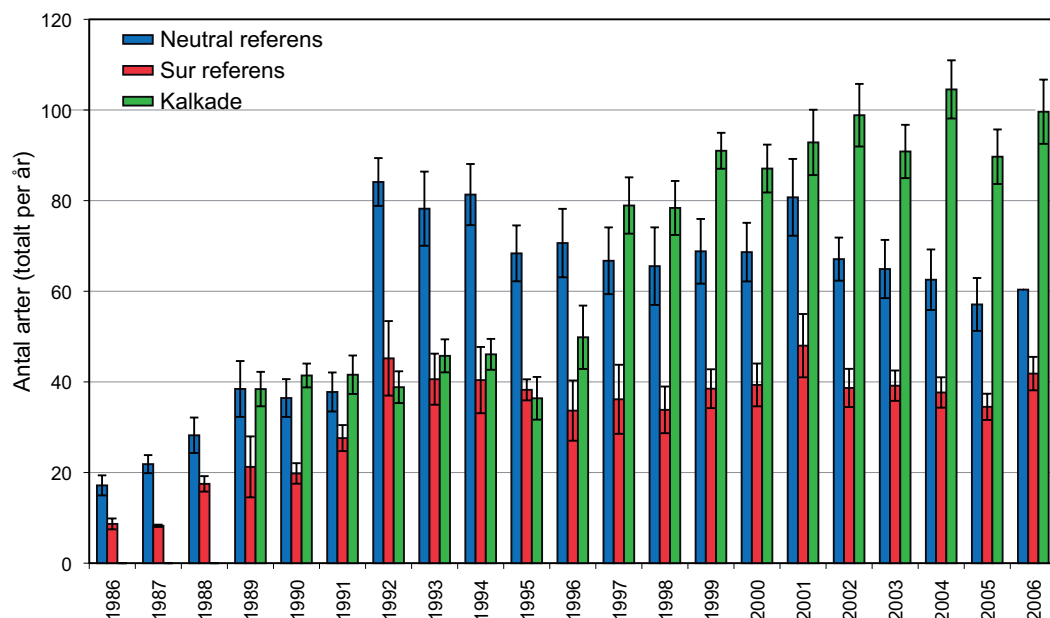
Det är svårare att jämföra arter mellan utförarna därför att såväl det totala antalet som sammansättningen är beroende av vad utföraren valt att kalla "arten". Artlistans längd kan påverkas av flera faktorer som mikroskopistens dagsform, erfarenhet, tidsram, ambitionsnivå etc. T.ex. är många taxa i artlistorna inte egentliga arter utan representerar en högre taxonomisk nivå och olika utförare kan ha haft olika ambitionsnivå. Likartade organismer, t.ex. en grupp oansenliga chrysomonader, kan sammanföras till en art fast under olika beteckningar ("Chrysomonad", Chrysophyceae sp, "monader" etc.) eller identifieras som flera arter baserat på storlek eller andra kännetecken. Totalt har 714 olika taxa noterats. Denna siffra är helt klart överdriven p.g.a. att många former har gått under flera olika namn. Jämförande analyser på artnivå skulle kräva en grundlig genomgång av artlistorna och respektive utförare bör rådfrågas om tveksamma fall. Tyvärr ryms detta inte inom denna rapport men arbete med en revision av artlistan pågår (E. Willén muntligen).

Ett annat problem är att ju längre man letar desto fler arter kommer man att hitta. Detta gäller i synnerhet för sällsynta arter. Istället för att jämföra antal arter för en viss månad kan det därför vara bättre att jämföra årsarter dvs. totala antalet unika arter under

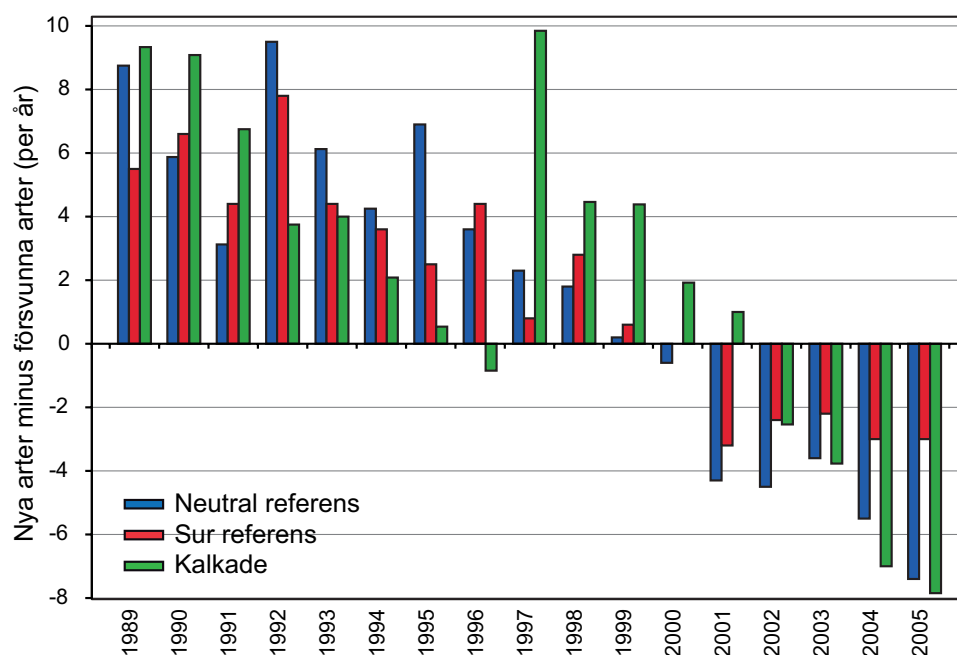
ett år (Figur 3). Årsarter kan antas variera mindre från år till år men variabeln är istället känslig för antalet prover som analyserats. Vissa år saknas t.ex. vårprover p.g.a. sen islossning. Och tyvärr saknas ofta fullständiga artlistor för andra månader än augusti för perioden 1989–1996 i kalkade sjöar (ITM) vilket också var orsaken till den kraftiga ökningen i årsartantal från 1996 till 1997 (Figur 3). Jämförelser mellan utförarna måste här därför begränsas till augustiprover. I referenssjöarna inträffade en liknande uppgång mellan 1991–1992 som berodde på ett metodskifte hos IMA. Innan 1992 noterades och kvantifierades bara de vanligaste arterna och det kan konstateras att skillnaden mot den nya metoden är mycket stor för vad gäller artantal både per månad och per år (Figur 3). Några formella jämförelser angående detta tidiga metodbyte har inte gjorts här. Jag har fokuserat på övergången från ITM till IMA i kalkade sjöar.

Även om årsarter ger ett relativt stabilt mått på artrikedomen är sammansättningen ingalunda konstant. Nya arter dyker upp och andra försvinner under långa perioder, kanske för gott. Eftersom vi endast har tillgång till ett begränsat tidsfönster kan vi inte med säkerhet avgöra om en art är ny för sjön eller utdöd. Men en bild av den årliga nettokoloniseringen dvs. skillnaden mellan nya och försvunna arter under ett år visar tydligt hur dynamisk artsammansättningen är (Figur 4). Dessutom framgår hur byte av utförare kan förändra artlistan och försvåra utvärderingar av datamaterialet.

FIGUR 3. Totalt antal observerade taxa under ett kalenderår i neutrala referenser (blå, vänster), sura referenser (röd, mitten) och kalkade sjöar (grå, höger). Staplarna representerar medelvärde för alla sjöar inom respektive grupp och felstaplarna anger standard error. Referenssjöarna har analyserats vid IMA under hela perioden medan de kalkade sjöarna analyserades av ITM 1989–1996. Med undantag för Åvasjöarna har IMA analyserat de kalkade sjöarna efter fr.o.m. 1997.



FIGUR 4. Nettokolonisation av växtplanktontaxa, dvs. skillnaden mellan nya taxa och taxa som försvunnit under ett år. Med nya taxa menas sådana som inte setts tidigare under hela perioden i en sjö och en försvunnen art har aldrig påträffats igen. Staplarna representerar medelvärdet av alla sjöar inom respektive kategori. Eftersom vi studerar en ändlig tidsrymd erhålls en generell nedåtgående trend som till stor del är skenbar på grund av att sannolikheten för att en ovanlig art har återfunnits är betydligt större t.ex. 1989 än 2005. Tillfälliga uppgångar beror av metodbyten: 1992 för referenser och 1997 för kalkade sjöar.



Med samma metod som för biomassa (jmf Figur 2), dvs. parvis t-test på medelantalet arter för varje månad under alla år, erhålls att ITM i genomsnitt har noterat 3,0 arter fler än IMA (Figur 5; $p = 0,007$). I praktiken grundar sig denna jämförelse främst på augustiprover. Här jämförs dessutom två olika perioder (1989–1996 & 1997–) och skillnaden skulle kunna bero på att antalet arter minskat under perioden 1989–2006. Den osäkerhetsfaktorn kan vi utsluta genom att jämföra parallellt analyserade prover blir skillnaden större. För dessa prover har ITM hittat 12,7 arter fler än IMA (Figur 5; $p < 0,0001$). Att skillnaden var större för parallella prover kan dels bero på att dessa främst är tagna i Åvasjöar där ITM har stor erfarenhet och därför kan identifiera många arter på kortare tid. Skillnaden skulle också kunna förklaras av att artrikedomen ökat över tiden. Om antalet arter ökat från 1989–2006 i kalkade sjöar skulle skillnaden mellan utförarna underskattas. Denna tanke stöds av Figur 3 där en ökning av antalet arter kan anas både under 1989–1996 och efter 1996 i kalkade sjöar.

Det förefaller alltså som om ITM i medeltal noterat fler arter per månad men det är svårt att ange en fix korrigeringsfaktor som skulle göra de båda perioderna jämförbara. Å andra sidan är skillnaden inte särskilt stor vilket inger hopp om att kunna använda de längre tidsserierna för att studera förändringar. Dessutom tror jag att skillnaderna kan minskas genom en grundlig genomgång av artlistorna. Flera taxa eller grupper

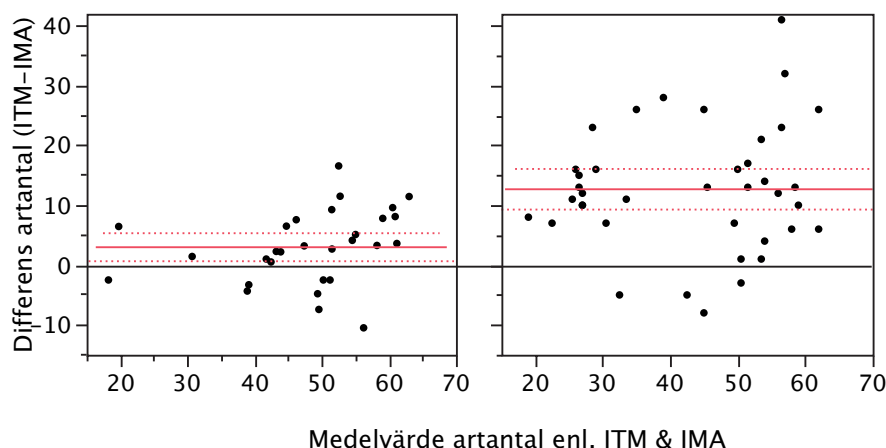
av taxa kan med fog sammanföras utan att förlora information. Men som sagt har jag inte haft möjlighet att gå igenom alla detaljer i artlistorna. Vad gäller totalbiomassa anser jag att perioderna (efter 1992) kan slås samman, medan för artantal har jag valt att för trendanalyser studera både sammanslagna perioder och perioden efter 1997 då IMA har ansvarat både för referenssjöar och kalkade sjöar. För andra jämförelser har främst perioden efter 1997 använts.

År 2007 övergick de sista sjöarna från ITM till IMA, vilket markerade slutpunkten för de långa homogena tidsserierna från Åvasjöarna. Resultaten visar här visserligen att brytpunkten mellan metoderna kan gå att överbygga för totalbiomassa och med korrektion även det totala artantalet. Men framtida studier kommer att få problem att följa enskilda arter eller grupper. Å andra sidan är det bra att alla sjöar inom IKEU nu analyseras med samma metod och förhoppningsvis kommer det inte att ske fler förändringar av metoder för provtagning och kvantifiering av växtplankton. Artlistorna kan däremot revideras utan att störa tidsseriernas integritet på samma sätt eftersom ändringar kan göras bakåt i tiden.

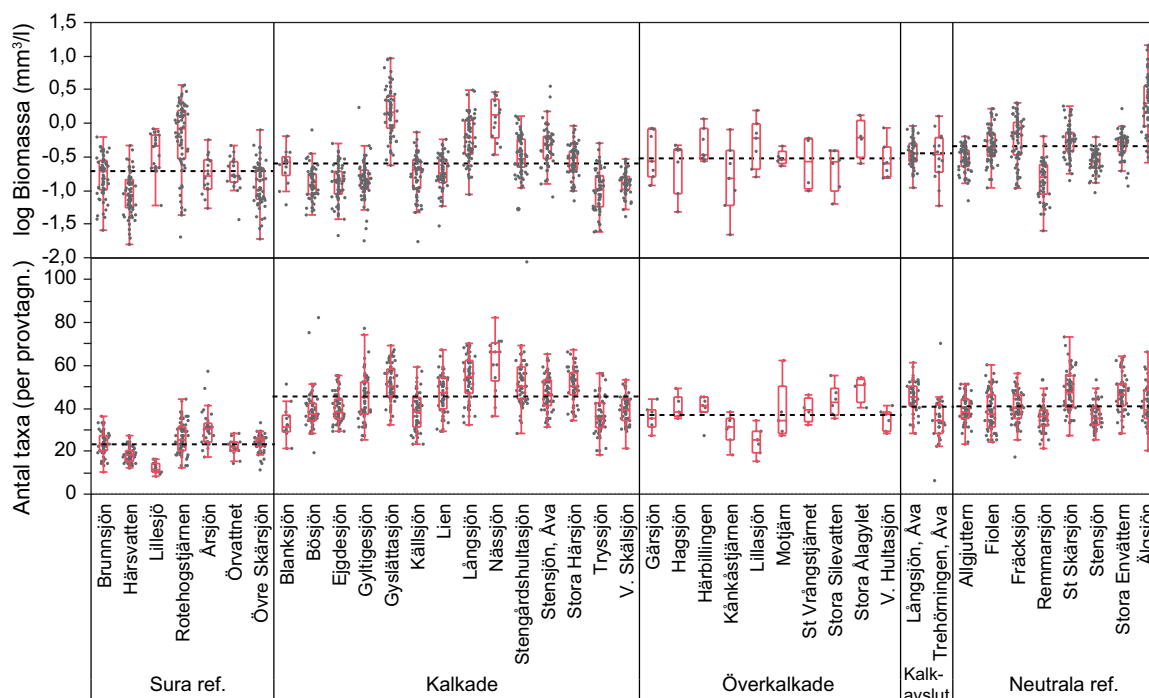
ÅTERS KAPAS KALKADE EKOSYSTEM?

Willén (2006b, a) har gjort olika typer av jämförelser mellan kalkade och cirkumneutrala referenssjöar och alla kommer inte att upprepas här. Men sedan dess har det tillkommit sjöar, inte minst inom överkalk-

FIGUR 5. Parvisa jämförelser av artantal av växtplankton i sjöar vid IMA eller ITM. I vänstra figuren representerar varje punkt månadsmedelvärden integrerat över alla år för varje sjö. I huvudsak är det augustivärden. Y-axeln är differensen mellan ITMs resultat och IMAs resultat och ett värde runt noll indikerar alltså ingen skillnad. I den högra figuren utförs samma test på prover tagna samtidigt. Varje punkt representerar då totala antalet arter för en viss sjö och tidpunkt (Långsjön, Åva 1999–2005, Trehörningen och Årsjön 2007, Ö. Särnamannasjön 1995). Den röda heldragna linjen anger medeldifferensen och de streckade linjerna 95 % konfidensintervall. Intervallet omfattar inte 0 och alltså skiljer sig resultaten signifikant mellan utförarna.



FIGUR 6. Biomassor och artantal av växtplankton i IKEUs sjöar. Punkter representerar enskilda resultat för enskilda prover tagna april-oktober 1997–2006. Boxplottarna indikerar 10, 25, 50, 75 och 90-percentiler, och de streckade linjerna visar medelvärden för respektive sjötyp (geometriskt medelvärde för biomassa).



ningsprogrammet, och därför finns det anledning att göra vissa jämförelser mellan de olika kategorierna. Dessutom har tidigare undersökningar fokuserat på situationen under sommaren, t.ex. augustivärden. Men IKEU-sjöarna har hittills oftast provtagits sju gånger per år och jag vill att hela datamaterialet används för att kvantifiera skillnaderna mellan de olika sjötyperna. För att öka upplösningen, men också för att studera säsongsdynamiken i sig, har alltså provtagningsmånad tagits med som en faktor i analyserna.

Sjöarnas individuella egenskaper, liksom tidsvariationer, avspeglas även för växtplankton där variationen inom och mellan sjöar, överlappar med skillnader inom och mellan sjökategorierna. Särskilt för biomassa är variationen stor inom sjökategorierna (Figur 6). Medelvärden för de kalkpåverkade sjötyperna ligger visserligen någonstans mellan biomassor i sura och neutrala referenssjöar, men variansanalys ger att sjötyp bara förklarar 2,4 % av variationen medan sjöarna inom sjötyp förklarar 49,6 %. Den återstående residualvariationen om 48 % beror på skillnader mellan olika år och månader.

För artantal finns inte samma gradient från sura, över kalkade, till neutrala sjöar, men skillnaderna mellan de olika sjötyperna verkar vara tydligare (Figur 6). Variansanalys ger att sjötyp förklarar hela 40,3 % av variationen medan sjöar inom sjötyp förklarar drygt hälften så mycket, 22,9 %. Residualvariationen (36,8

%) är mindre för artantal än för biomassa.

Fler observationer från denna enkla översikt av variationsmönster (Figur 6) är värda att notera. För det första är det tydligt att biomassa verkar påverkas mindre av kalkning än artantal, eller snarare att biomassan i högre grad styrs av sjöspecifika faktorer. Tidsfaktorer (säsongsvariation eller mellanårsvariation) har också större inverkan på biomassa än på antal arter. Vidare framgår det att för sjöar med återkommande höga biomassor av *Gonyostomum semen*, vilket gäller framförallt Gyslättasjön, Rotehogstjärnen och Älgsjön, är både medelvärden och varians betydligt högre. Eftersom dessa sjöar tillhör olika sjötyper finns det stor risk att förekomst av *Gonyostomum* försvårar kvantifieringen av kalkningseffekter. Den höga variationen mellan sjöar inom sjötyp i förhållande till variationen mellan sjötyper visar också att man vid beräkningar bör ta hänsyn till denna hierarki, lämpligtvis genom att använda en ANOVA med faktorn ”sjö” nästlad inom faktorn ”sjötyp”.

De sjöar som ingår i respektive kategori är alltså ingalunda enhetliga, utan uppvisar stora skillnader i morfometri, vattenkemi, kalkning och försurningshistoria. Likväl är tanken att de ska vara representativa för sina respektive populationer av kalkade, överkalkade, sura och neutrala sjöar. Urvalet av sjöar har dock inte alltid varit slumpmässigt genomfört och

TABELL 1. Sammanfattning av ANOVA: sjötyp, provtagningsmånad och deras interaktion utgör oberoende variabler och biomassa (log-transformerad) eller artantal (tot/månad) utgör beroende variabler. Biomassa testades både med och utan algen *Gonyostomum*.

	n	r ²	p sjötyp	p månad	p sjötyp x månad
Biomassa m. <i>Gonyostomum</i>	1720	0,70	0,167	< 0,0001	< 0,0001
Biomassa u. <i>Gonyostomum</i>	1720	0,61	0,034	< 0,0001	0,0004
Artantal	1704	0,71	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

det finns vissa avvikelser för IKEUs sjöar i jämförelse med landets sjöar i stort (Persson & Wilander, 2004; Wilander *et al.*, 2008). Syftet här är ändå att kunna dra generella slutsatser om hur växtplankton påverkas av kalkning och därför har jag i de statistiska analyserna antagit att sjöarna är representativa, vilket innebär att "sjö" utgjort en stokastisk variabel (random effect) snarare än en fix, fördefinierad variabel som sjötyp (fixed effect). En ANOVA som innehåller båda typerna kallas en mixed model ANOVA och ställer höga krav på beräkningskapacitet, särskilt när modellen är obalanserad som här. Jag har använt programpaketet JMP version 7 (SAS Institute Inc., 2000) för beräkningarna. Parametrarna skattades med REML (restricted maximum likelihood), vilken numera förespråkas eftersom den ger väntevärdesriktiga (unbiased) skattningar vid obalanserade design till skillnad mot traditionella metoder.

Slutligen visar den höga residualvariationen att tidsaspekten bör beaktas för att kunna göra en optimal jämförelse mellan kalkade och andra sjötyper. Om variansanalyserna utvidgas med faktorerna "År" och "Månad" framgår att säsongsvariationen är betydligt större än mellanårsvariationen; för log biomassa förklaras 1,2 och 13,9 % av år respektive månad, för artantal är motsvarande förhållande 1,0 och 8,4 %. I de fördjupade statistiska beräkningar som följer har jag därför tagit med provtagningsmånad som en faktor men inte år eftersom mellanårsvariationen har försumbar effekt på jämförelsen mellan sjötyper, vilket är den centrala frågeställningen här. Jag återkommer dock till år och långtidsvariation i avsnittet om långsiktiga effekter av kalkning. Månad har utgjort en fix faktor eftersom provtagningsprogrammet är förutbestämt, snarare än ett stickprov ur en större population möjliga månader.

För att sammanfatta har jag använt en mixed-model ANOVA med de oberoende variablerna månad och sjötyp (fixed) samt sjö inom sjötyp (random). Tukey's HSD användes för post hoc-tester ($\alpha = 0,05$). Först tillämpas denna design på totala biomassor och artantal, därefter på biomassor och artantal av olika taxonomiska grupper, med syfte att kvantifiera ef-

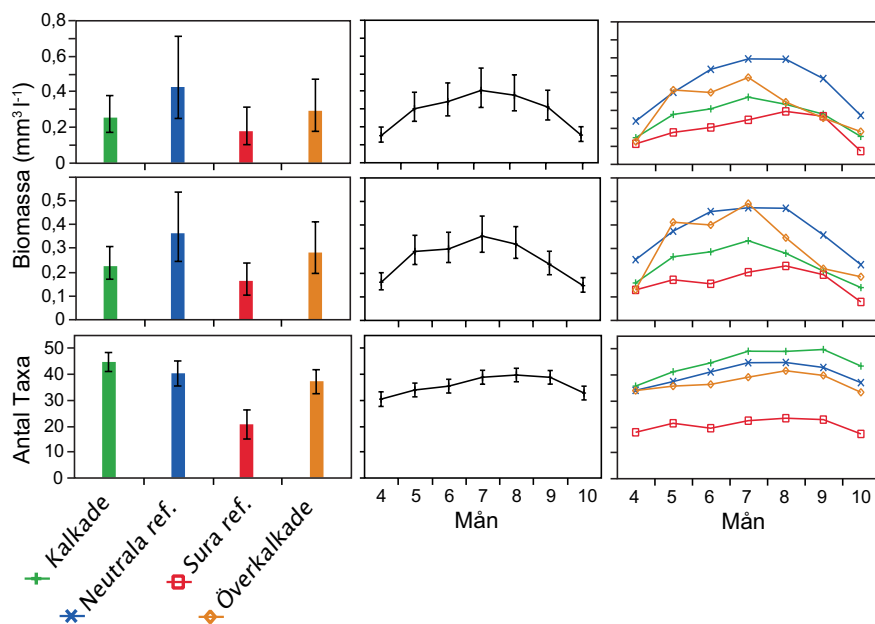
fekten av kalkning på dessa.

Total biomassa och artantal

Ovan beskrivna ANOVA-design användes för att undersöka skillnader mellan fyra sjötyper: kalkade, överkalkade, sura och neutrala referenssjöar. Dataunderlaget utgörs av samtliga provtagningar analyserade av IMA april-oktober 1997–2006 och inkluderar då 14 kalkade, 10 överkalkade, 8 neutrala och 7 sura sjöar. För artantal fanns det 6 sura referenser eftersom Årsjön utslöts p.g.a. att artantalet var högre för sjöar analyserade av ITM, enligt metodjämförelsen ovan. Av samma anledning utslöts kalkavslutssjöarna i Åva. Även nordliga sjöar och fjällsjöar (Abiskojaure, Jutsajaure och Särnamannasjöarna) utslöts. Huvudskälet till att dessa sjöar utslöts var främst inte för att deras geografiska läge kan innebära avvikande nivåer eller artsammansättning, utan att en eller flera provtagningsmånader oftast utgått p.g.a. sen islossning. För biomassa utfördes analyser både med och utan flagellaten *Gonyostomum semen* inberäknad, en art som ofta uppvisar en extrem dominans när den förekommer. Sjökategori, provtagningsmånad och interaktionen dem emellan har alltså utgjort oberoende variabler och artantal (tot/månad) och totalbiomassa (log-transformerad) har varit beroende variabler i respektive ANOVA-modell. Resultaten sammanfattas i Tabell 1 och de skattade medelnivåerna visas i Figur 7.

Biomassor i kalkade sjöar befann sig igenomsnitt mellan de i sura och neutrala referenssjöar. Men stor variation inom och mellan enskilda sjöar medför att skillnaden mellan olika sjötyper var signifikant endast om *Gonyostomum* utslöts från den totala biomassan. Tukey's HSD gav att biomassan i neutrala var signifikant högre än i sura sjöar, medan de kalkade och överkalkade sjöar varken skilde sig från sura eller neutrala referenser. Biomassan fluktuerar på ett typiskt sätt under året med maximala nivåer under högsommaren. Skillnader mellan olika månader var signifikant, liksom var kombinationen mellan sjötyp och månad. Post hoc-testet visade dock att

FIGUR 7. Skattade medelnivåer (Least Squares Means) av växtplanktonbiomassa och artantal för olika sjökategorier och provtagningsmånader. Nivåerna är skattade med mixed-model ANOVA (se text). Översta raden visar biomassa med *Gonyostomum*, mellersta raden utan *Gonyostomum*. Den högra kolumnen visar least squares means för interaktionen mellan sjökategori och månad. Felstaplar anger standard error.



årstidsvariationen för biomassa var likartad i de olika sjötyperna förutom för sura referenser där de högsta biomassorna uppträder något senare på säsongen (Figur 7). Det något knackiga utseendet för säsongsvariationen i överkalkade sjöar bör tas med en nypa salt eftersom de bara har funnits med i programmet under ett år och medelvärdeskattningarna blir därför betydligt osäkrare än för de andra sjötyperna.

Artantal uppvisade som väntat större skillnader mellan sjötyper. Till skillnad från resultaten för biomassa var artantalet högst i kalkade sjöar, i snitt mer än dubbelt så högt än i de sura. Neutrala referenser hade fler arter per provtagningsstillfälle än överkalkade sjöar, som i sin tur hade fler arter än sura referenser. Enligt Post hoc-testet fanns dock ingen signifikant skillnad sinsemellan neutrala, kalkade och överkalkade sjöar. Alla tre typerna skilde sig dock från artantalet i sura sjöar. I likhet med biomassa uppvisar artantalet en karaktäristisk årstidscykel med flest arter under juli–september. Den signifikanta interaktionen sjötyp x månad yttrar sig i att årstidsvariationen är något mindre framträdande i de sura sjöarna än i övriga sjötyper (Figur 7).

Vad gäller totalbiomassa och totala antalet arter finns det alltså skillnader i medelnivåer mellan sjökategorierna medan årstidsvariationen är i stort sett lika, även om det fanns signifikanta skillnader

för vissa månader. För att återknyta till IKEUs mål konstateras här att kalkningen har förbättrat situationen i jämförelse med sura sjöar, i synnerhet vad gäller artantal. Så vitt jag kan bedöma har kalkningen inte heller lett till att storskaliga säsongsmönster har rubbats då dessa mer överensstämmer med neutrala än med sura sjöar. Den betydligt lägre biomassan i kalkade sjöar behöver inte innebära att kalkningen misslyckats. Näringstillgång och ljusklimat kan också påverka biomassan och de kalkade intensivsjöarna har i medeltal haft lägre fosforhalter men högre TOC än referenssjöarna (Persson, 2008), vilket skulle kunna förklara en del av skillnaden. Därmed är inte sagt att målet om ett återställt växtplanktonsamhälle är uppnått. Utöver totalhalter bör återhämtningen studeras med en högre taxonomisk upplösning för att få en bättre uppfattning om kalkningens effekter.

Gruppviss biomassa och artantal

Tidigare studier har visat att artsammansättningen i kalkade sjöar skiljer sig från den i referenssjöar. Olika statistiska metoder, ofta multivariata sådana, har använts för att särskilja växtplanktonsamhället avseende enskilda arter eller efter olika taxonomiska eller funktionella grupper mellan kalkade sjöar och referenssjöar. Vissa metoder ger även möjlighet att studera hur olika vattenkemiska variabler är kopplade till

olika artsammansättningar. Willén (2006) använde TWINSPAN-klassifikation och DCA (detrended correspondence analysis) för att åskådliggöra skillnader i artsammansättning och inbördes biomassor inom och mellan sjökategorier. Weyhenmeyer (2005) använde SOM (self organizing maps) med liknande syfte fast baserat på taxonomiska grupper istället för enskilda arter. Metoden kunde även användas för att studera hur skillnader i vattenkemi överlappade observerade mönster för växtplanktonsammanställning. Slutligen har Goedkoop och Angeler (2009) tillämpat ett helt batteri statistiska metoder (bl.a. Nonmetric multidimensional scaling, NMDS) för att visa på skillnader för taxonomiska och funktionella grupper samt olika diversitetsindex. De kunde även med hjälp av dessa metoder peka ut de enskilda arter, diversitetsindex eller kemiska variabler som bidrog mest till de observerade skillnaderna mellan referenser och kalkade sjöar. Samtliga dessa exempel är baserade på ett urval av IKEUs datamaterial och visar att det finns tydliga skillnader i artsammansättning. Ordinationsmetoder och andra multivariata metoder är onekligen kraftfulla just för att visa att det finns skillnader, vari dessa består och de kan ge ledtrådar till olika orsakssamband. Metoderna är dock sämre lämpade för att kvantifiera skillnader, vilket är ett av syftena här. Dessutom anser

jag resultaten från vissa multivariata metoder kan vara svårtolkade och ibland motsägelsefulla. Jag har därför avstått från liknande ansatser här. En annan anledning är som sagt att artlistorna håller på att ses över och en ny multivariat kraftansträngning kan med fördel sparas tills efter detta arbete är genomfört.

Jag har använt samma kvantifierbara metod som för totalbiomassor ovan, dvs. skattning av biomassa och artantal för olika grupper med hjälp av en nästlad, mixed-model ANOVA. Gruppindelningen baseras på följande taxonomiska klasser: Chrysophyceae (guldalger), Cryptophyceae (rekylalger), Bacillariophyceae (kiselalger), Chlorophyceae (grönalger), Dinophyceae (dinoflagellater), Cyanophyceae (cyanobakterier), Conjugatophyceae (okalger) och "Övriga". Gruppen Övriga bildades genom att sammanföra de sällsynta klasserna Craspedophyceae, Euglenophyceae, Haptophyceae, Loxophyceae, Prasinophyceae, Raphidophyceae och Xanthophyceae. Detta gjordes för att undvika fall med enbart nollobservationer och för att förbättra statistisk power. Gonyostomum (Raphidophyceae) uteslöts ur biomassebereäkningarna. ANOVA-modellen, som användes för planktongrupperna var för sig, innehåller liksom ovan provtagningsmånad och sjötyp som oberoende variabler (fixed) och stratifieras genom att låta sjö vara

TABELL 2. Sammanfattning av ANOVA (mixed model) som testar gruppvisa skillnader: sjötyp och provtagningsmånad utgör oberoende variabler, där enskilda sjöar utgör en stokastisk variabel (random factor) nästlad inom respektive sjökategori. Log-transformerad biomassa (eller artantal) inom varje växtplanktonklass är beroende variabler.

	Klass	R2	Variationskomponent: Sjö inom Sjötyp	p-värde Sjötyp	Månad
Biomassa	Bacillariophyceae	0,23	19,5 %	0,150	< 0,0001
	Chlorophyceae	0,36	26,8 %	0,085	< 0,0001
	Chrysophyceae	0,33	24,4 %	0,109	< 0,0001
	Conjugatophyceae	0,13	5,5 %	0,003	< 0,0001
	Cryptophyceae	0,39	24,9 %	0,0014	< 0,0001
	Cyanophyceae	0,19	9,4 %	0,0163	< 0,0001
	Dinophyceae	0,26	20,5 %	0,618	< 0,0001
	Övriga	0,48	44,9 %	0,126	< 0,0001
Artantal	Bacillariophyceae	0,64	54,0 %	0,0059	< 0,0001
	Chlorophyceae	0,49	29,1 %	0,0022	< 0,0001
	Chrysophyceae	0,45	22,0 %	< 0,0001	< 0,0001
	Conjugatophyceae	0,46	36,0 %	0,054	< 0,0001
	Cryptophyceae	0,65	10,0 %	< 0,0001	0,200
	Cyanophyceae	0,59	33,0 %	0,0005	< 0,0001
	Dinophyceae	0,46	37,4 %	0,117	< 0,0001
	Övriga	0,35	23,2 %	0,0024	< 0,0001

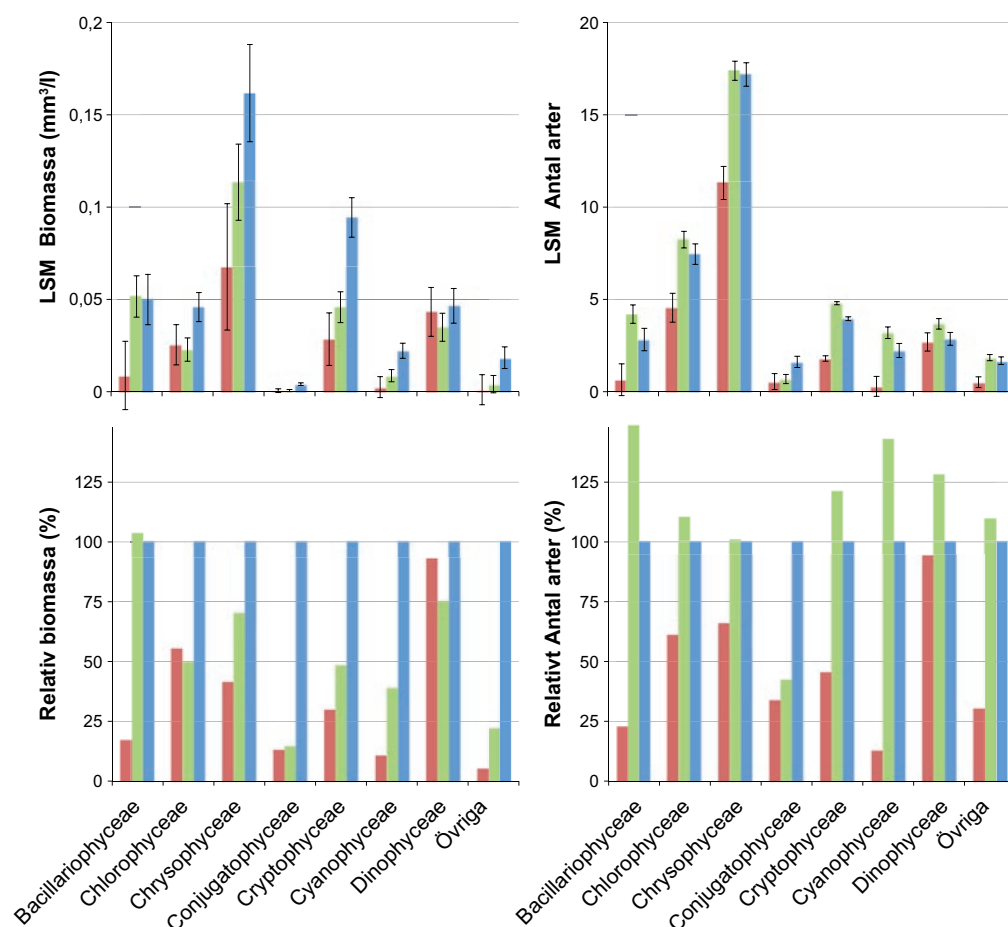
en nästlad variabel (random) inom respektive sjötyp. Beroende variabler var artantal och $\log(x+1)$ -transformerad biomassa för varje provtagningsstillfälle 1997–2006; dessa 10 år utgör alltså replikeringen inom varje cell. Denna period valdes för att få största möjliga jämförbarhet genom att enbart ha med sjöar med långa tidsserier som var analyserade av IMA. Detta betyder också att överkalkade och andra sjöar som kom med i programmet 2005 eller senare inte ingår. Totalt ingår data från 12 kalkade, 8 neutrala och 4 sura sjöar. Resultaten av den slutliga ANOVAn återges Tabell 2 och i Figur 8 visas de skattade medelnivåerna.

Kombinationseffekten (månad x sjötyp) togs inte med i den slutliga ANOVAn även om den var signifikant för flera grupper: olika planktonklasser uppvisade olika säsongsmönster både vad gäller biomassa och artantal. Det fanns även skillnader i successionsmönster mellan olika sjökategorier. Månad var en signifikant faktor för alla grupper utom för antal

arter av Cryptophyceae (Tabell 2), en artfattig grupp i IKEU-sjöarna. Det är inte oväntat med komplexa skillnader i säsongsmönster mellan sjöar och grupper eftersom det är en förutsättning för samexistens när som hos växtplankton många arter delar en gemensam resurs. Jag kommer dock inte gå in på detaljer kring säsongsvariation inom olika grupper då det ligger utanför ramen för detta arbete. För den intresserade finns vissa illustrationer över detta i (Willén, 2006b). Jag kommer istället att lyfta fram resultat om skillnader i planktonsammansättning mellan olika sjötyper. Detta är intressant här därför att det kan användas för att kvantifiera hur framgångsrika kalkningsinsatserna hittills varit med att återställa växtplanktonsamhällen.

Liksom för totalbiomassor var det för flera grupper svårt att erhålla signifikanta skillnader mellan olika sjötyper på grund av den stora variationen (5,5–44,9 %) mellan sjöar inom sjötyp. Tydligast skillnad

FIGUR 8. Skattade medelnivåer (Least Squares Means, LSM) av växtplanktonbiomassa och artantal för olika sjökategorier och växtplanktonklasser. Nivåerna är skattade med trevägs, nästlad ANOVA där säsongsvariationen har beaktats (Tabell 2). Översta raden visar absoluta skattningar medan den undre visar motsvarande relativa biomassor och artantal, normaliserade mot neutrala referenser.



mellan sjötyper fanns för grupperna Conjugatophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae och Övriga som alla hade betydligt högre biomassa i neutrala, vilket även har konstaterats i flera tidigare studier. De neutrala referenssjöarna inom IKEU utgörs till största delen av mer eller mindre humösa och oligotrofa skogssjöar, vilket också framgår av en divers artsammansättning med tydlig volymsmässig dominans av Chrysophyceae. Grupperna Cryptophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae och Dinophyceae (dinoflagellater) förekommer relativt rikligt medan Cyanophyceae, Conjugatophyceae m.fl. förekommer i mindre volymer (Figur 8). Guldalger dominerar även vad gäller artantal. Mest iögonfallande i sura sjöar är den höga biomassan av dinoflagellater som var lika hög som i neutrala sjöar, trots att totalbiomassan ofta är betydligt lägre i de förra. Missgynnade grupper i sura sjöar vad gäller både biomassa och artantal är kiselalger, okalger, cyanobakterier och grupper inom "Övriga" (Figur 8).

De neutrala referenssjöarna kan betraktas som ett riktmärke som de kalkade sjöarna ska nå upp till för att nå målet med kalkningen. På samma sätt kan de sura sjöarna betraktas som det tillstånd som de kalkade sjöarna ska fjärmars från. I Figur 8 redovisas de skattade resultaten både i absoluta tal och relativt de båda riktmärkena. Figuren visar hur kalkningen "lyckats" för respektive alggrupp på ett lättöverskådligt sätt. Kalkade sjöar uppvisar ofta det största artantalet utom för okalger som uppenbarligen har problem att etablera sig i kalkade sjöar.

Vad gäller biomassa i kalkade sjöar verkar endast kiselalger ha återhämtat sig helt (Figur 8). Guldalger, rekyalger, cyanobakterier och inom gruppen övriga finns också tecken på att deras biomassa åtminstone börjat lämna de sura nivåerna bakom sig även om det fortfarande är en bit kvar till nivåerna i de neutrala referenssjöarna. Kom dock ihåg att totalbiomassorna generellt är lägre i de kalkade sjöarna vilket som nämnts kan bero på andra faktorer än försurning och kalkning. Sämst har utvecklingen varit i de kalkade sjöarna för biomassa av okalger och grönalger där förbättringen har varit obefintlig avseende biomassa.

LÅNGSIKTIGA EFFEKTER AV KALKNING

Både arter och biomassa av växtplankton är starkt säsongberoende och det kan därför vara lämpligt att analysera eventuella trender med s.k. Seasonal Kendall Trend Test som även har använts för andra variabler i flera av underlagsrapporterna (t.ex. vattenkemi och kvicksilver i fisk). Metodbytena kan ställa till problem vid trendanalyser och jag har därför

genomfört beräkningar baserade både på längre tids-serier som överlappar skiftet ITM/IMA (Figur 9) och på data efter metodbytet (Figur 10). Inga korrigeringar för metodbytet har gjorts.

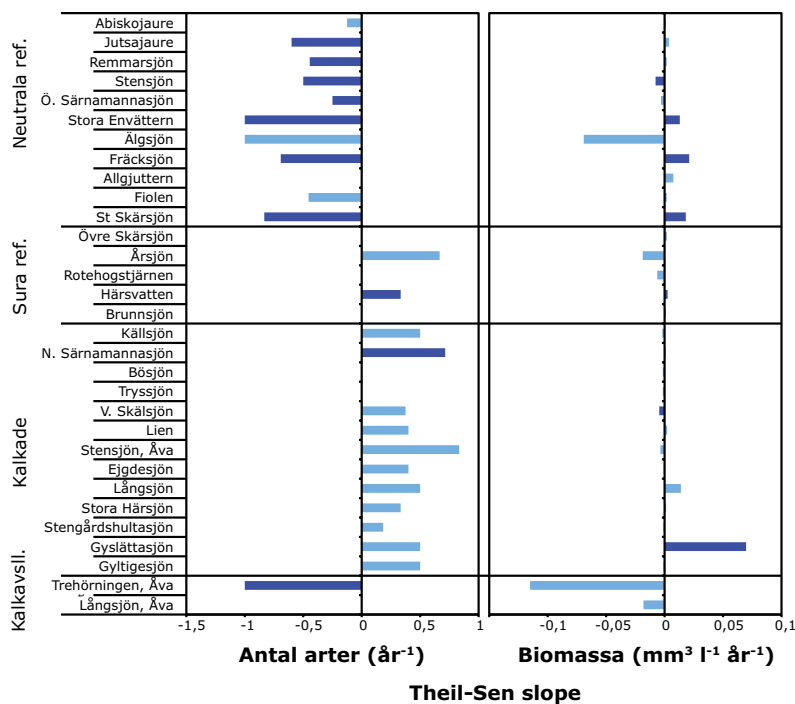
Trender i biomassa uppvisar inget tydligt mönster vare sig över den längre eller kortare perioden (Figur 9 & Figur 10). Halterna ökar i vissa och minskar signifikant i andra, utan någon tydlig koppling till sjökategori. Över den kortare perioden förefaller det vara fler sjöar med minskande halter än över den längre perioden, även om endast Tryssjön och Källsjön uppvisade signifikanta minskningar. Negativa trender i biomassa i dessa sjöar (samt Bösjön) har också konstaterats av Holmgren (2008) som beräknade motsvarande trender baserade på sommarmedelvärden, dvs. utan säsongindelning. Minskningen förefaller varit stor i kalkavslutade Trehörningen. Stora förändringar syns också i Älgsjön och Gyslättsjön vilka båda har återkommande kraftiga blomningar av *Gonyostomum*. Eftersom den arten vissa år kan uppträda i extrema mängder kan det ha påverkat resultatet i dessa sjöar.

Till skillnad från biomassa uppvisar trenderna för artantal ett tydligt mönster (Figur 9 & Figur 10). Antalet arter har minskat i de flesta neutrala referenser och kalkavslutssjöar. Samtidigt har artantalet ökat i de kalkade sjöarna med ungefär samma hastighet om 0,5-1 art per år. Mönstret är tydligast över den längre perioden. Men eftersom det uppträder även över den kortare perioden kan man utesluta att det är en artefakt orsakad av metodbytet ITM-IMA. Dessutom skulle metodbytet ge en motsatt effekt eftersom ITM ofta fann fler arter än IMA, vilket då skulle innebära en fallande trend i kalkade sjöar. Trenderna skattade med Theil-Sen's slope och Seasonal Kendall överensstämmer med de mönster som redan observerats för årsarter ovan (Figur 3).

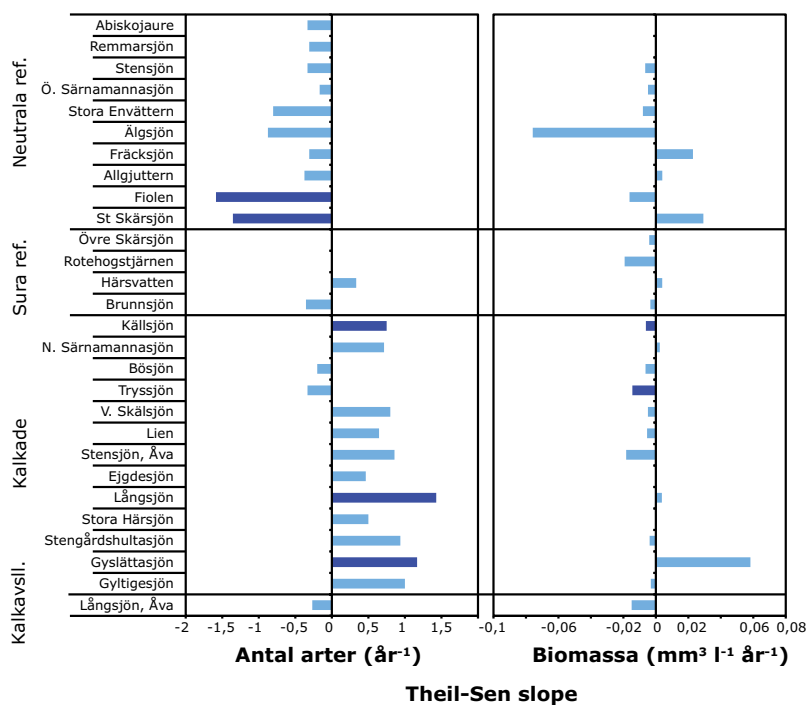
Det finns endast få tecken bland växtplankton som kan tyda på en återhämtning från försurningen i de sura referenssjöarna. Över den längre tidsperioden (Figur 9) uppvisade den i särklass suraste sjön, Härsvatten, signifikanta ökning i artantal och biomassa.

Minskningen av det totala antalet arter i neutrala referenssjöar sammanfaller med minskningar inom flertalet växtplanktonklasser med undantag för Cyanophyceae och Cryptophyceae (Figur 11). Framförallt har det skett en minskning inom klassen Chlorophyceae, dvs. grönalger. Denna grupp minskar även i sura referenser där det annars verkar finnas en viss ökning inom Chrysophyceae. I kalkade sjöar har framförallt Chrysophyceae bidragit till den observerade ökningen i totalantal, men även inom flera andra klasser ökar antalet arter, med undantag för Chlorophyceae (Figur 11). Minskningarna respektive

FIGUR 9. Tidstrender för antal arter och totalbiomassa av växtplankton i sjöar. Trenderna har utvärderats med Seasonal Kendall och förändringstakten anges av Theil-Sen's slope. Mörkblå staplar indikerar att trenden är statistiskt signifikant. Datamaterialet utgörs av månatliga provtagningar under april–oktober 1992–2006.



FIGUR 10. Tidstrender för artantal och totalbiomassa av växtplankton i sjöar. Trenderna motsvarar trenderna i Figur 9 men baseras enbart på data som har tagits fram av IMA (1997–2006). Detta innebär alltså kortare tidsserier men de är möjligtvis mer homogena för de kalkade sjöarna än i Figur 9.



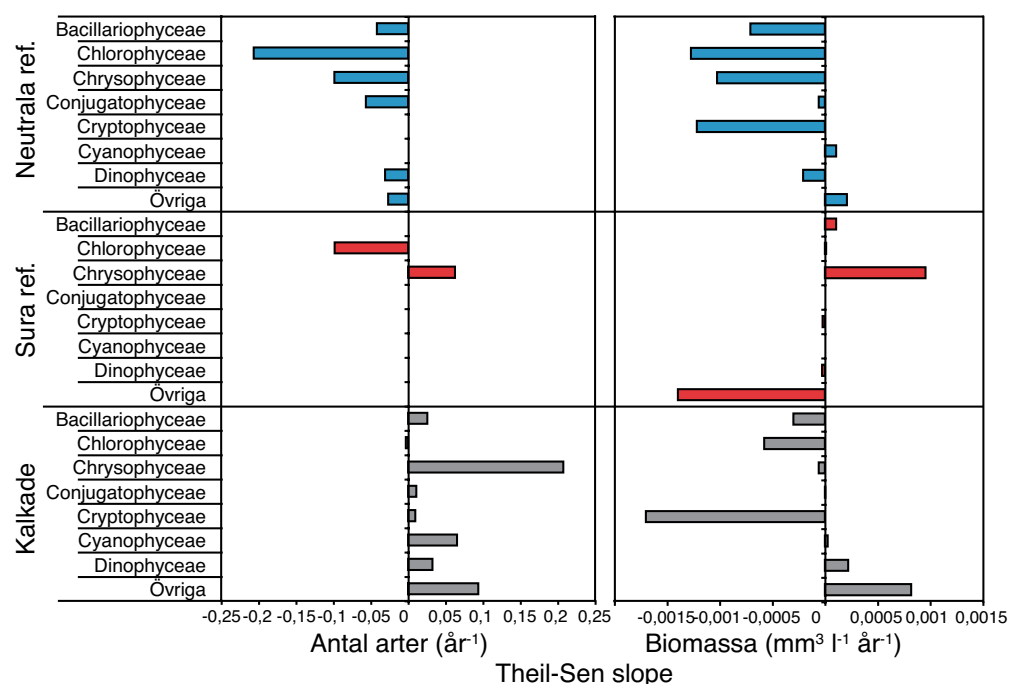
ökningarna i neutrala och kalkade sjöar är alltså ganska jämnt fördelad över de olika växtplanktongrupperna – notera dock att vissa grupper normalt är mer artrika än andra. Biomassa minskar i medeltal för många grupper (Figur 11) liksom totalhalterna gjorde i flera sjöar (Figur 10). Men minskningarna är oftast marginella (jmf skalorna i Figur 10 & Figur 11) och det är svårt att generalisera om gruppvisa trender vad gäller biomassa.

Chlorophyceae, en mycket artrik grupp, verkar vara den klass som klarat sig sämst under den studerade perioden. Grönalger är fotoautotrofa i högre grad än de flesta andra klasser, dvs. i stort sett alla arter förlitar sig på fotosyntes och därmed på oorganiska källor av kol och näringsämnen. Många arter, särskilt bland Chrysophycéer och dinoflagellater, kan vara mixotrofa och kan utöver fotosyntesen tillgodogöra sig kol och näringsämnen genom att äta bakterier eller genom direktupptag av lösta organiska ämnen (Jansson *et al.*, 1996). Detta kan vara en konkurrensfördel om ljusförhållanden eller närings-tillgång är dålig. Under den senaste tioårsperioden har halterna av fosfor och nitratkväve minskat medan vattenfärg, ammoniumkväve och TOC ökat (Persson, 2008). Alla dessa observerade förändringar kan missgynna fotoautotrofa organismer. Några scenarior

är att ökad vattenfärg försämrar ljusklimatet, lägre halter P och nitrat begränsar näringstillgången som kan minska ytterligare till följd av hårdare konkurrens om fosfor från heterotrofa bakterier som gynnas av ökad DOC. Vidare, även om växtplankton sannolikt inte är kvävebegränsat, kan bakterierna gynnas av ökade ammoniumhalter eftersom prokaryoter generellt föredrar ammonium som kvävekälla framför nitrat (Kirchman, 1994). Det finns alltså flera tänkbara ”bottom-up”-förklaringar till att grönalger har missgynnats i både referenssjöar och kalkade sjöar.

Minskningen av antalet arter i okalkade sjöar är oroande och orsaken är inte utredd. Jag har undersökt om det finns några samband mellan trender för växtplankton och trender under motsvarande perioder för vattenkemiska variabler och temperatur. Enkel eller partiell korrelationsanalys indikerar inga starka samband mellan trenderna. De enda signifikanta sambandet var det mellan artantal och klorofyll ($r = 0,41$; $p = 0,023$) vilket i och för sig inte är märkligt. Det är dock märkligt att trenderna är motsatta i kalkade sjöar och neutrala referenser. Orsakerna till detta bör undersökas vidare. Det är viktigt att klargöra om det har med kalkningen att göra eller om IKEUs referenser inte är representativa.

FIGUR 11. Trender för artantal och biomassa för olika växtplanktonklasser. Staplarna anger medelvärden av Theil-Sen's slope för alla sjöar inom respektive sjökategori. Ingen hänsyn har tagits till om trenderna för enskilda sjöar varit signifikanta (enl. Seasonal Kendall) vid medelvärdesberäkningarna.



OÖNSKADE EFFEKTER AV KALKNING

Ett av målet med kalkning av försurade sjöar är att återställa organismsamhället till situationen som rådde före försurningen. Denna studie och tidigare studier i både IKEU-sjöar (Hörnström *et al.*, 2004; Weyhenmeyer, 2005; Willén, 2006b) och i andra sjöar (Hörnström *et al.*, 1993; Hörnström, 1999) har visat att detta mål inte uppnås för växtplankton. Även om situationen förbättras avsevärt vid kalkning av kraftigt försurade sjöar finns skillnader i artsammansättning, produktion och dominansförhållanden mellan kalkade sjöar och neutrala referenser, även lång tid efter kalkning. Om dessa skillnader ska klassas som oönskade effekter eller dålig måluppfyllelse är en definitionsfråga. Med risk för upprepning sammanfattar jag effekter som kan klassas som oönskade och som har kunnat konstateras i denna studie eller i tidigare undersökningar av IKEU-sjöar (Hörnström *et al.*, 2004; Willén, 2006b). Följande olikheter i växtplanktonsamhälle mellan kalkade och neutrala okalkade sjöar har observerats inom IKEU:

- Referenssjöarna har i genomsnitt högre totalbiomassor än kalkade sjöar men uppvisar en större spridning mellan sjöarna inom gruppen.
- Antal taxa i varje prov under alla provtagna årstider är något högre i kalkade sjöar, vilka även uppvisar större skillnader i artrikedom mellan olika objekt.
- Ordinationstest (DCA) visar på skillnader mellan sjögrupperna i storskaliga förhållanden, d.v.s. biomasserelationer mellan arter i hela samhället. Skillnaderna är störst under sommaren.
- Referenssjöar har större individualitet särskilt sommartid när det gäller arter och deras inbördes biomassor än de kalkade sjöarna som är enhetligare.
- Artantalet av okalger, särskilt av släkterna *Staurastrum* och *Staurodesmus*, är lägre i kalkade sjöar. De saknas allmänt i försurade sjöar men den förväntade återetableringen uteblir eller går mycket långsamt.
- Däremot har kalkade sjöar fler arter av kiselalger under sommaren.

Som redan konstaterats uppnår kalkningen alltså inte målet att återställa växtplanktonsamhället i IKEU-sjöarna. Resultaten är starkt beroende av hur väl IKEUs referenser representerar det tillstånd som de kalkade IKEU-sjöarna hade före försurning. Detta är naturligtvis väldigt svårt att bedöma men flera av punkterna ovan har även noterats för andra kalkade sjöar (Hörnström *et al.*, 1993; Hörnström, 1999).

Det finns flera tänkbara orsaker till att kalkningen

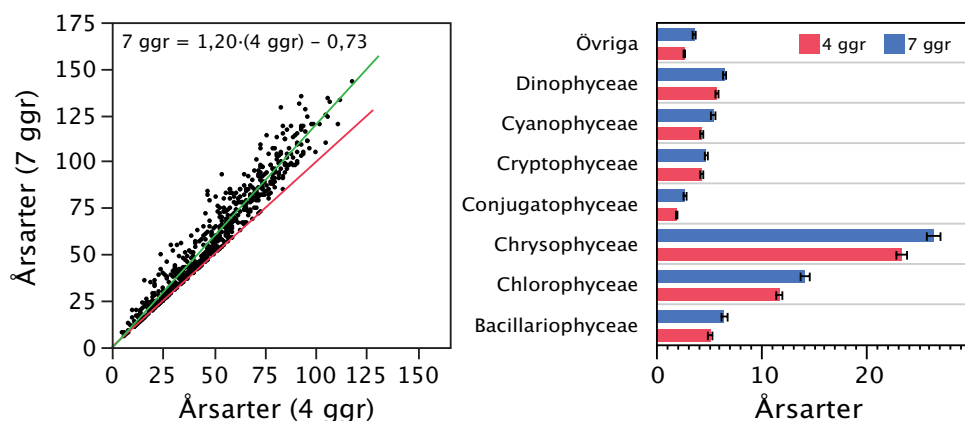
inte förmått att helt återställa växtplanktonsamhället. Kalkning kan påverka nivåer och dynamik av näringsämnen som är viktiga för både produktion och artsammansättning av växtplankton. På samma sätt kan kalkning fälla ut metaller inklusive essentiella spårämnen som är mer begränsande för vissa grupper än för andra. Men utfällning av metaller kan även leda till förhöjda halter i sediment som eventuellt kan vara ett problem för sådana arter som tillbringar längre perioder i ytliga sediment t.ex. i form av vilceller. De vattenkemiska fluktuationer som kalkning ger upphov till kan vara stressande för vissa arter men skapa möjligheter för andra, mer opportunistiska arter. Samtidigt kan minskad frekvens och magnitud av sura episoder störa etablering av arter som är anpassade till dessa. Kalkning ger periodvis mycket hög alkalinitet, vilket försvårar för arter som inte kan utnyttja andra kolkällor än löst CO_2 . Detta kan vara en orsak till att okalger har svårt att återetablera sig i kalkade sjöar. Möjligtvis kan kalkning även påverka ljusförhållanden så pass att konkurrensförhållanden mellan olika arter eller mellan plankton och makrofyter/påväxt förändras. Slutligen kan s.k. top-down-effekter inte uteslutas, dvs. förändringar på högre trofinivåer som leder till förändrat betningstryck.

Den invasiva flagellaten *Gonyostomum semen*, s.k. gubbslem, kan orsaka obehag för badande. Förekomsten är nyckfull, men vissa sjöar är särskilt hårt drabbade. Det är inte utrett vilka faktorer som styr massförekomst av arten. Nyligen har man emellertid visat att *Gonyostomum* kan inducera massdöd av andra alger och ta upp näringsämnen inklusive organiskt kol som läcker från döda algceller (Rengefors *et al.*, 2008). *Gonyostomum* har rapporterats från många sura sjöar men utbrotten verkar inte upphöra efter kalkning, vilket möjligtvis kan betecknas som en oönskad effekt. Det har till och med funnits misstankar om att arten gynnas av kalkning även om ingen har kunnat bevisa det. I IKEUs sjöar har arten noterats vid sammanlagt 563 tillfällen fördelat på 25 sjöar. De kalkade sjöarna är i genomsnitt värre drabbade men skillnaderna i frekvens eller dominansgrad av *Gonyostomum* mellan kalkade och cirkumneutrala referenssjöar är inte statistiskt signifikant.

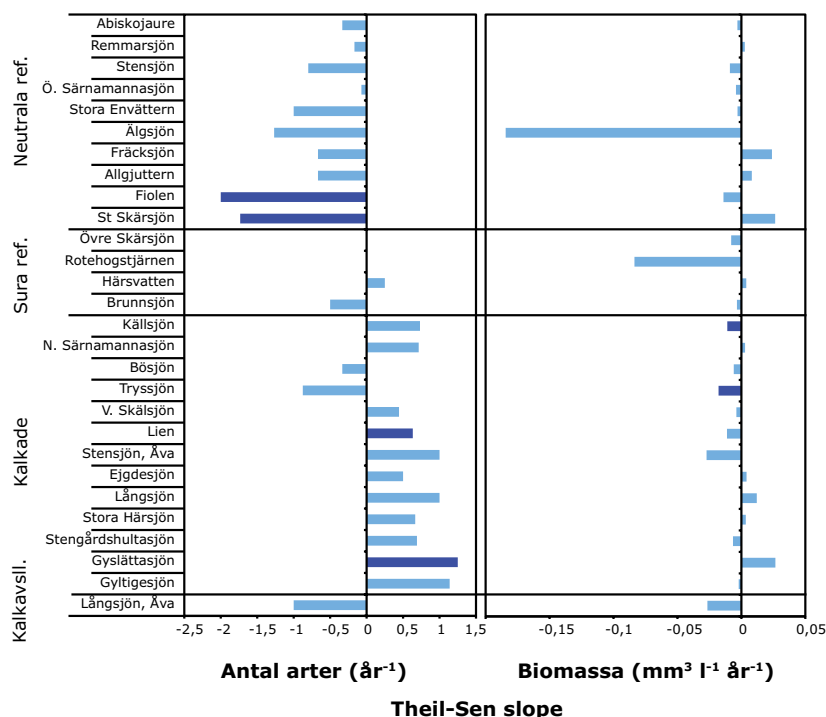
FYRA ELLER SJU PROVTAGNINGAR PER ÅR?

I IKEUs och miljöövervakningens intensivsjöar har växtplankton provtagits och analyserats 7 ggr per år under april–oktober. Från och med 2007 har man däremot inom miljöövervakningen minskat frekvensen till fyra ggr per år; april, maj, juli och augusti. Eftersom IKEU ofta behöver använda sig av

FIGUR 12. Simulering av skillnaden i antal årsarter mellan att analysera växtplankton vid sju tillfällena (apr–okt) och vid fyra tillfällena (apr, maj, jul & aug). Till vänster: ekvationen för regressionslinjen (grön) ger att sju tillfällena ger i genomsnitt 20 % fler arter än 1-1-linjen (röd). Jämförelsen är konstruerad genom att från samtliga provtagningar och sjöar med resultat från sju månader har antal årsarter beräknats med och utan månaderna juni, september och oktober. Till höger: skillnad i antal årsarter för olika planktongrupper. Staplarna representerar medelvärden av alla sjöar och år, felstaplarna anger standard error.



FIGUR 13. Tidstrender för artantal och totalbiomassa av växtplankton i sjöar. Trenderna motsvarar trenderna i Figur 10 men baseras endast på fyra månaders data.



referenser från miljöövervakningen i olika sammanhang väcks naturligtvis frågor om hur detta påverkar IKEUs möjligheter att undersöka kalkningseffekter på växtplankton om IKEU bör anpassa sig till miljöövervakningens glesare provtagningsintervall. Här har jag visat på de svårigheter metodbyten kan medföra och man bör alltid vara försiktig med att bryta långa tids-serier om det inte finns starka skäl därtill. Jag känner inte till bakgrunden till förändringen inom miljöövervakningen men antagligen har det varit nödvändigt att minska kostnaderna.

Jag har inte möjlighet här att göra en grundlig genomgång ner på artnivå av vad som skulle kunna gå förlorat vid en reducering av programmets provtagningsfrekvens. För att ändå ge en fingervisning om vad det skulle kunna innebära för artantalet har jag helt enkelt jämfört artantal med och utan månaderna juni, september och oktober. Först jämförs totalantalet unika arter under ett år (årsarter) och som väntat minskar antalet arter. Vid sju mätstillfällen hittas i genomsnitt 20 % fler arter än vid fyra mätstillfällen (Figur 12). Störst är skillnaden för Conjugatophyceae (39 %) och gruppen Övriga (36 %), medan Cryptophyceae påverkas minimalt (10 %). Några drastiska förändringar i den relativa sammansättningen av de olika grupperna verkar denna trunkering av data inte innebära (Figur 12). Slutligen testas hur trendskattningar kan komma att påverkas av en lägre provtagningsfrekvens genom att jämföra skattningar av Theil-Sen's slope för sju månader respektive fyra månader. Den minskade säsongsupplösningen ger vissa förändringar av styrkan av enskilda trender men på det stora hela förändras inte det storskaliga mönstret för tidstrender (Figur 13, jmf. med Figur 10).

KÄLLFÖRTECKNING

- Blomqvist, P. (2001) Phytoplankton responses to biomanipulated grazing pressure and nutrient additions – enclosure studies in unlimed and limed Lake Njupfatet, central Sweden. *Environmental Pollution*, **111**, 333-348.
- Blomqvist, P., Bell, R. T., Olofsson, H., Stensdotter, U. & Vrede, K. (1993) Pelagic ecosystem responses to nutrient additions in acidified and limed lakes in Sweden. *Ambio*, **22**, 283-289.
- Blomqvist, P., Bell, R. T., Olofsson, H., Stensdotter, U. & Vrede, K. (1995) Plankton and water chemistry in Lake Njupfatet before and after liming. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**, 551-565.
- Goedkoop, W. & Angeler, D. (2009) *Liming effects on ecosystem structure, function, and trophic relationships in lakes (Project report – IKEU Special Project S12, 2006–2008)*. Department of Aquatic Sciences and Assessment, SLU.
- Holmgren, K. (2008) *Trender i IKEU-sjöarnas fisk-fauna och jämförelser med okalkade referenssjöar. Redovisning av Delprojekt 2.a,5 inom utvärdering av IKEU*. Fiskeriverket.
- Hörnström, E. (1999) Long-term phytoplankton changes in acid and limed lakes in SW Sweden. *Hydrobiologia*, **394**, 93-102.
- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. (1993) Plankton and chemical-physical development in six Swedish west coast lakes under acidic and limed conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **50**, 688-702.
- Hörnström, E., Ekström, C., Sundbom, M. & Edberg, F. (2004) *Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet*. Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala, Rapport 2004:20.
- Jansson, M., Blomqvist, P., Jonsson, A. & Bergström, A. K. (1996) Nutrient limitation of bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton, and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örtasket. *Limnology and Oceanography*, **41**, 1552-1559.
- Kirchman, D. L. (1994) The uptake of inorganic nutrients by heterotrophic bacteria. *Microbial Ecology*, **28**, 255-271.
- Larsson, S. (1995) The effects of liming on aquatic flora. in *Liming of Acidified Surface Waters – a Swedish Synthesis* (eds Henrikson, L. & Brodin, Y. W.), pp. 193-220. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Moore, M. V., Yan, N. D. & Pawson, T. (1994) Omnivory of the Larval Phantom Midge (Chaoborus Spp) and Its Potential Significance for Fresh-Water Planktonic Food Webs. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, **72**, 2055-2065.
- Nixdorf, B., Fyson, A. & Krumbeck, H. (2001) Review: plant life in extremely acidic waters. *Environmental and Experimental Botany*, **46**, 203-211.
- Olsson, H. & Pettersson, A. (1993) Oligotrophication of Acidified Lakes – a Review of Hypotheses. *Ambio*, **22**, 312-317.
- Persson, G. (2008) *Kväve och fosfor under 17 år i IKEU-programmets sjöar. Redovisning av delprojekt 2a.3 inom IKEU-utvärderingen 2008*.
- Persson, G. & Appelberg, M. (2001) Evidence of lower productivity in long term limed lakes as compared to unlimed lakes of similar pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, **130**, 1769-1774.

- Persson, G. & Wilander, A. (2004) *Utveckling av IKEU inför 2000-talet; redovisning av ett utredningsuppdrag*. Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala, Rapport 2004:25.
- SAS Institute Inc. (2000) *JMP Statistics and Graphics Guide (Version 7)*. Cary, North Carolina, USA.
- Weyhenmeyer, G. (2005) *Vilken biologi kan vi förvänta oss i kalkade vatten – användning av SOM metoden*. Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala, Rapport.
- Wilander, A., Andrén, C., Bergquist, B., Holmgren, K., Persson, G. & Sundbom, M. (2008) *Urval och representativitet. Redovisning av delprojekt 1b inom IKEU-utvärderingen 2008*.
- Willén, E. (2003) Dominance patterns of planktonic algae in Swedish forest lakes. *Hydrobiologia*, **502**, 315-324.
- Willén, E. (2006a) Planktonic algae in limed lakes compared to circumneutral references. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **29**, 2232-2236.
- Willén, E. (2006b) *Växtplanktons rehabilitering i försurade sjöar efter kalkning; Resultat från IKEU-sjöar*. Inst. för miljöanalys, SLU, Rapport 2006:11.
- Wällstedt, T. (2008) *Oönskade effekter av kalkning. Redovisning av delprojekt 4 inom IKEU-utvärderingen 2008*.